



La problématique des évaluations d'impacts. Un exemple d'évaluation de l'impact sur la santé de rejets atmosphériques

Guy Landrieu

► To cite this version:

Guy Landrieu. La problématique des évaluations d'impacts. Un exemple d'évaluation de l'impact sur la santé de rejets atmosphériques. Les coûts externes de l'énergie, Jun 1995, Paris, France. ineris-00971931

HAL Id: ineris-00971931

<https://hal-ineris.archives-ouvertes.fr/ineris-00971931>

Submitted on 3 Apr 2014

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



INSTITUT NATIONAL DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET DES RISQUES

Projet "Coûts Externes de l'Énergie"
Réunion du 20 juin 1995

La problématique des évaluations d'impacts

**Un exemple d'évaluation de l'impact sur la santé
de rejets atmosphériques**

**Document d'appui
à l'intervention de G. Landrieu**
INERIS

Verneuil, le 15 juin 1995

Le présent dossier rassemble quatre documents.

Le premier document (*) propose un exemple d'évaluation des "Impacts sur la santé humaine de la pollution des fumées de combustion". Il s'attache à montrer que les résultats chiffrés des calculs de coût externe n'ont de sens que si l'on explicite ce qui, précisément, est évalué et de quelle nature sont les incertitudes associées à cette évaluation.

Le second document est une note méthodologique décrivant les "Modèles d'évaluation de l'impact d'un rejet chronique de polluant dans l'atmosphère" sur lesquels s'appuient les calculs présentés dans la note précédente. Il s'agit de modèles pédagogiques simples visant à mettre en évidence les paramètres principaux d'un calcul d'impact sanitaire.

Deux autres documents joints à ce dossier montrent que la même problématique s'applique à d'autres types d'impacts.

L' "Impact sur les matériaux" (juillet 1994), s'analyse, comme l'impact sanitaire, en termes de nocivité d'un polluant et d'exposition à ce polluant. Un problème, déjà rencontré en matière d'impact sanitaire, est que l'on mesure plus facilement la nocivité globale d'une pollution que la nocivité spécifique de chaque polluant constitutif de la pollution.

L'impact sanitaire d'un polluant atmosphérique est proportionnel à la durée de vie dans l'atmosphère de ce polluant. L' "Impact climatique" (*) illustre, dans un autre domaine, cette relation générale.

* extrait d'un article écrit pour la Revue de l'Énergie (avril 1995).

Sommaire

Impact sur la santé humaine de la pollution des fumées de combustion	p 3
Modèles d'évaluation de l'impact d'un rejet chronique de polluant dans l'atmosphère	p 20
Impact sur les matériaux	p 35
Impact climatique	p 46

Note I

Impact sur la santé humaine de la pollution des fumées de combustion

L'observation des effets nocifs des fumées de combustion sur la santé humaine, les végétaux ou les matériaux de construction est presque aussi ancienne que l'utilisation-même du charbon.

Dès 1273, un édit du roi Édouard 1^{er} interdisait l'usage du charbon à Londres en raison du danger qu'il représentait pour la santé ; on sait que l'interdiction, quoique renouvelée, resta inappliquée... Les épisodes de pollution survenus, à Londres encore, dans les années 1950, dont le plus important s'est accompagné, durant une période de quelques journées, d'un surcroît de mortalité dans l'agglomération évalué à plusieurs milliers de décès, ont constitué un révélateur important dans la prise de conscience contemporaine des problèmes d'environnement.

Les premières études pratiques d'évaluation monétaire des impacts de la pollution atmosphérique sont contemporaines des travaux théoriques sur les externalités menés par A. C. Pigou à l'Université de Cambridge (*Wealth and Welfare*, 1912, *The economics of welfare*, 1920) :

- * la première étude de l'impact de la pollution sur le coût d'entretien d'un parc immobilier (Pittsburgh) daterait de 1913. Une étude analogue a été faite à Manchester en 1918 ;
- * une évaluation du coût des pertes de récoltes dues à la pollution par le dioxyde de soufre a été réalisée en 1949 dans la vallée de la Columbia River aux États Unis ;
- * une étude française de 1957 (G. Pannetier), citée dans un ouvrage de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), évaluait le coût de la pollution à 6000 francs par habitant et par an, le quart de cette somme étant constitué de frais médicaux.

Actuellement, l'état de la pollution de l'air par les fumées des installations de combustion est, en Europe de l'Ouest, très différent de ce qu'il était à l'époque des études citées ci-dessus ou dans d'autres études anciennes. En ce qui concerne en particulier le dioxyde de soufre et les particules, les concentrations couramment observées dans l'air ambiant sont très inférieures aux niveaux qu'elles ont pu atteindre dans le passé dans certaines régions industrielles ou grandes agglomérations.

Des normes de qualité de l'air, exprimées en termes de concentrations maximales admissibles des principaux polluants, ont été édictées et sont mises à jour périodiquement en fonction de l'état des connaissances scientifiques. Le respect de ces normes est censé mettre la population à l'abri des risques que la pollution pourrait présenter pour la santé publique. Or ces normes sont de manière générale respectées. Une approche institutionnelle devrait donc a priori conclure à une absence de risque - et donc de coût externe sanitaire - d'une émission de particules ou d'une émission de dioxyde de soufre dans le contexte environnemental actuel.

Des informations nouvelles, apportées par la recherche épidémiologique depuis quelques années, tendent cependant à remettre en cause certaines des hypothèses sur lesquelles repose le cadre normatif actuel. Elles donnent à penser que même à des concentrations observées couramment dans l'air ambiant, il existe un impact mesurable de la pollution, notamment acido-particulaire, sur la santé humaine.

Traduire ces données nouvelles en termes de coûts externes, associés par exemple à la combustion de charbon, soulève deux problèmes. Le premier problème est d'identifier, dans le phénomène complexe que constitue la pollution atmosphérique, quels sont exactement les facteurs - par exemple les composés chimiques - dont la présence constitue un risque et d'estimer leur nocivité. Le second problème est d'évaluer dans quelle mesure le fonctionnement d'une installation de combustion contribue à l'exposition de la population à ce facteur de risque.

1 Nocivité de la pollution acido-particulaire

Deux types d'approches épidémiologiques peuvent constituer un révélateur de l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé publique : les analyses diachroniques et les analyses horizontales. Les premières portent sur une région ; le niveau de pollution est supposé uniforme dans l'espace et variable dans le temps : on examine s'il existe une relation statistique entre, d'une part, les valeurs des concentrations atmosphériques de SO₂, de particules en suspension, etc... mesurées sur une courte période (un ou plusieurs jours) et, d'autre part, les niveaux de morbidité ou de mortalité qu'on observe au cours de la même période, ou bien avec un court décalage. Les études horizontales examinent au contraire une situation moyenne sur longue période et comparent mortalité ou morbidité dans des régions soumises à différents niveaux de pollution ; on considère globalement la population d'une région (étude dite "écologique"), ou bien on suit une sélection d'individus dont on connaît les caractéristiques (étude de "cohorte").

1.1 Les analyses diachroniques

Un ensemble important d'études de ce type a été réalisé en particulier aux États Unis (cf. le programme Harvard School of Public Health), portant sur des populations nombreuses (par exemple, suivi de la mortalité journalière de 10

millions d'habitants pendant 10 ans...), dans des contextes climatiques variés, avec des structures de pollution diverses. Ces études font notamment apparaître avec constance l'existence d'une relation statistique entre, d'une part, diverses mesures de la pollution particulaire et, d'autre part, le taux journalier de mortalité ainsi que des indicateurs de morbidité tels que les entrées dans les services hospitaliers ou les consultations pour affections respiratoires.

De telles observations avaient déjà été faites dans le passé. Le fait nouveau est que l'on a pu observer une relation entre paramètres de qualité de l'air et indicateurs de morbidité jusqu'à des niveaux de pollution particulaire qui étaient jusqu'à présent considérés comme bas, et qui sont sensiblement inférieurs aux normes usuelles de qualité de l'air ambiant.

Des études similaires sont menées en France, notamment dans le cadre du projet ERPURS (Évaluation des Risques de la Pollution URbaine sur la Santé) et de premières données ont été publiées récemment (cf. bibliographie). Sur une base statistique plus modeste, ces données font apparaître des relations analogues à celles observées outre-Atlantique.

La relation quantitative mesurée entre la pollution atmosphérique et, par exemple, la mortalité varie suivant les études, c'est à dire suivant les sites et suivant les méthodes de traitement statistique appliquées. Si l'on considère une dizaine d'études américaines publiées depuis 1990, il apparaît que la mortalité observée dans une région un jour donné augmente en moyenne de 0,1% chaque fois que la concentration de l'air en particules (PM_{10} particules de dimension inférieure à $10\ \mu m$) augmente de $1\ \mu g/m^3$. Le ratio observé dans différentes études va de 0,07% à 0,16% , cette fourchette constituant aussi "l'intervalle de confiance à 95%" du ratio estimé par l'étude la plus importante (Philadelphie).

Si le niveau de base de la mortalité d'une population est de l'ordre de 1 décès par an pour 100 habitants, la relation précédente peut s'exprimer en disant qu'on enregistre 1 décès supplémentaire lorsque 100 000 habitants sont exposés pendant 1 an à un incrément de concentration particulaire de $1\ \mu g\ PM_{10} / m^3$: nous dirons que la "nocivité aiguë" de la pollution particulaire qui ressort de ces études est de l'ordre de 10^{-5} décès par hab.an. $\mu g\ PM_{10} / m^3$. Pour illustrer la signification potentielle de cette proposition on rappellera que les mesures de pollution particulaire faites dans les réseaux français indiquent des concentrations moyennes en "fumées noires" généralement comprises entre 10 et $40\ \mu g/m^3$.

Sur le même principe, quelques études américaines (Ostro, Krupnick...) ont suivi un échantillon de population et étudié les relations statistiques entre, d'une part, les variations dans le temps de la pollution particulaire et, d'autre part, l'apparition de symptômes tels qu'une gêne respiratoire ou bien l'incapacité à se rendre au travail. On a ainsi mesuré, dans un contexte spécifique, une nocivité aiguë "gêne respiratoire" de 0,46 journée de gêne par

hab.an.µg PM₁₀ / m³ et une nocivité "diminution du potentiel d'activité" de 0,05 journée à activité réduite par hab.an.µg PM₁₀ / m³.

1.2 Les études horizontales

Les études citées ci-dessus tentent d'évaluer une nocivité aiguë, c'est à dire un impact immédiat du niveau instantané de pollution atmosphérique. Elles ne donnent pas d'indication sur la nocivité chronique, c'est à dire sur l'impact cumulatif que peut impliquer l'exposition sur une longue période à la pollution. On s'efforce d'évaluer cet effet chronique par des études épidémiologiques horizontales.

De longue date, des études "écologiques" au niveau de l'ensemble des aires métropolitaines américaines avaient fait apparaître une association entre niveaux de pollution particulaire et niveaux de mortalité. De telles associations, si elles donnent à réfléchir, ne permettent cependant pas de tirer directement de conclusions car les écarts de niveaux de pollution entre régions sont aussi associés à des différences générales de milieu géographique, économique, urbain, social qui peuvent expliquer les écarts de mortalité...

Des études de cohorte, qui sont des études plus coûteuses mais permettent un meilleur contrôle des facteurs susceptibles d'être importants, ont donc été engagées ; une première étude a porté sur 6 villes américaines et a suivi 8000 adultes pendant 15 ans. Elle a pris en compte, à côté de la pollution, des déterminants tels que âge, sexe, race, niveau d'éducation, poids, consommation de cigarettes et d'alcool, exposition professionnelle... Elle fait apparaître, à côté de l'influence de ces différents facteurs, une relation statistique forte entre la pollution particulaire, et en particulier sa fraction fine PM_{2,5} (particules de dimension inférieure à 2,5 µm) et la mortalité. Le surcroît de mortalité enregistré dans les villes plus polluées est constitué de décès d'origine cardio-pulmonaire. En outre, on observe dans ces villes un taux sensiblement supérieur de cas de bronchites et de toux chronique.

Une étude élargie est actuellement en cours, portant sur 151 unités métropolitaines américaines avec un suivi de 500 000 adultes sur 7 ans. Les premiers résultats publiés confirment ceux de l'étude précédente ; ils conduiraient à une évaluation de la nocivité chronique de la pollution particulaire de l'ordre de $8 \cdot 10^{-5}$ décès par hab.an.µg PM_{2,5} / m³ (écart-type de l'estimation : $1,4 \cdot 10^{-5}$). L'écart de cette valeur avec celle indiquée pour la nocivité aiguë s'explique pour partie par le choix d'un indicateur de pollution différent : les concentrations PM_{2,5} représentent en moyenne 60% des concentrations PM₁₀, donc la nocivité apparaît 1,6 fois plus forte. Elle signifie, pour le reste, que la nocivité chronique serait environ 5 fois plus élevée que la nocivité aiguë.

1.3 Discussion

L'ensemble de ces évaluations doit bien entendu être considéré avec prudence. L'observation d'une relation statistique entre deux variables n'implique pas qu'il existe entre elles un lien direct de causalité. Il est toujours possible que d'autres facteurs expliquent, totalement ou partiellement, cette relation.

Ainsi, s'agissant des analyses diachroniques, on sait que la mortalité comme le niveau de pollution varient en fonction du cycle hebdomadaire, du cycle des saisons, de la météorologie... La valeur attribuée à la nocivité aiguë de la pollution varie suivant la façon dont elle est "corrigée des variations saisonnières" et des autres influences, avec d'ailleurs un risque de sur-correction aussi bien que de sous-correction. Cependant, lorsque des études réalisées dans des environnements climatiques différents, avec des méthodes différentes de traitement des phénomènes cycliques, observent de manière répétée une relation pollution atmosphérique-santé, l'hypothèse d'un simple artefact statistique devient peu probable.

L'évaluation de la nocivité chronique pose des problèmes plus difficiles encore. La pollution n'est que l'un des nombreux facteurs qui influent sur la mortalité ; son poids est moindre par exemple que celui du tabagisme. Une prise en compte mal adaptée des facteurs individuels cités précédemment peut ainsi biaiser l'évaluation de l'influence de la pollution. D'autres facteurs, tels que la sédentarité, peuvent être importants, qui n'ont pas été pris en compte explicitement et sont peut-être corrélés avec le niveau de pollution. Par ailleurs, les écarts actuels de pollution sont liés aux écarts de pollution, nettement plus élevés, de la période historique antérieure...

En fait, on ne peut mesurer l'impact chronique de la pollution sur la santé que dans la mesure où on contrôle l'ensemble des principaux facteurs d'impact. Les données actuelles des études épidémiologiques ne constituent donc que des indications provisoires. Mais leur convergence et leur cohérence donne de la crédibilité à l'hypothèse d'un impact de la pollution atmosphérique sur la santé à des concentrations couramment rencontrées.

Les études épidémiologiques ne permettent pas au demeurant d'identifier avec précision quels constituants ou caractéristiques de la pollution sont les déterminants de cet impact. D'une part, ces études ne peuvent prendre en compte que les paramètres de la pollution qui font l'objet de mesures de routine, d'autre part, les variations de ces paramètres sont elles-mêmes très souvent corrélées et il est donc difficile de mesurer l'influence respective de chacun. Suivant les études, l'indicateur le mieux corrélé avec l'état sanitaire peut donc être la concentration en particules (TSP, PM₁₀, PM_{2,5}, fumées noires...) ou bien la concentration en sulfates, ou en radicaux ammonium ou en ions H⁺... Il n'y a pas là contradiction mais indétermination. Il semble cependant qu'un facteur de nocivité soit plus particulièrement associé à la phase particulière et notamment à la partie fine de cette phase.

Complémentaire de l'épidémiologie, l'approche toxicologique ne permet pas actuellement de lever cette indétermination. On n'a pas encore identifié le paramètre qui pourrait être le déterminant de la nocivité : masse, nombre, surface, nature chimique des particules... On n'a pas déterminé par quels mécanismes des niveaux de pollution particulaire relativement faibles pourraient entraîner des affections cardio-pulmonaires aiguës susceptibles de provoquer rapidement le décès du malade.

Il est clair que les particules fines parce qu'elles pénètrent profondément dans le poumon et s'y déposent, peuvent constituer un vecteur d'impact très actif ; on recherche quels processus seraient susceptibles d'aggraver brutalement l'état de certains sujets fragilisés par ailleurs. Certaines hypothèses mettent en cause les particules ultra-fines (dimension inférieure à $0,01 \mu\text{m}$) dont la masse est globalement faible mais dont le nombre est très élevé. D'autres attirent l'attention sur les oxydants (notamment le dioxyde d'hydrogène H_2O_2), dont les concentrations dans l'air ambiant sont corrélées aux concentrations de particules et qui peuvent être dissous dans la phase aqueuse de ces particules. D'autres encore s'intéressent aux ions fer susceptibles d'être fixés à la surface des particules... Il n'est pas exclu que plusieurs polluants soient actifs ni qu'il existe entre eux des synergies d'effets. Certaines des recherches toxicologiques menées autour de ces différentes hypothèses pourraient se révéler fructueuses.

2 Impact de la pollution acido-particulaire générée par une installation de combustion

Pour associer un impact sanitaire et un coût externe au fonctionnement d'une installation de combustion de charbon, il faut, d'une part, admettre que telle ou telle relation statistique observée, par exemple entre concentration massique en particules et mortalité ou morbidité, exprime une causalité et, d'autre part, calculer l'augmentation des concentrations de particules dans l'air ambiant qui résulte du fonctionnement de l'installation.

A la suite de la discussion précédente, il est clair que le premier terme de cette démarche implique un risque d'erreur difficilement quantifiable. On peut considérer qu'il s'agit d'une approche pragmatique qui, en référence à un principe de précaution, permet d'illustrer des enjeux potentiels.

2.1 Origine de la pollution particulaire

La pollution particulaire de l'air ambiant, telle qu'elle est prise en compte dans les études épidémiologiques, est constituée de trois composantes dont les poids relatifs sont couramment d'ordre de grandeur comparables :

- * des poussières provenant des sols, soulevées par le vent ou par la circulation automobile, éventuellement des poussières déposées au sol et remises en suspension. Les poussières d'origine terrestre naturelle sont généralement de granulométrie relativement grossière ; elles sont

considérées comme relativement moins nocives pour la santé parce qu'elles sont en principe arrêtées au niveau des voies respiratoires supérieures et ne pénètrent pas dans les alvéoles pulmonaires ;

- * des poussières fines minérales ou carbonées directement émises dans les gaz d'échappement des moteurs, les fumées des installations fixes de combustion ou par certains processus industriels ;
- * des particules secondaires provenant de la formation dans l'atmosphère, à partir de polluants gazeux (SO_2 , NO_x , NH_3 , COV...), par transformation chimique, condensation, adsorption... de composés chimiques à l'état d'aérosols (sulfates ou nitrates d'ammonium, particules organiques...).

Ainsi, la combustion du charbon, comme celle d'autres combustibles, génère une charge de l'atmosphère en particules constituée, d'une part, des particules rejetées directement dans les fumées à l'état solide (pollution primaire), d'autre part, des sels (sulfates, nitrates) produits ultérieurement par la transformation des polluants gazeux.

La pollution particulaire fine circule et se disperse dans l'atmosphère sur de grandes distances comme elle pénètre, d'ailleurs, à l'intérieur des locaux. Pour évaluer l'impact global d'une émission, il faut considérer les incréments de concentration particulaire qui en résultent dans une zone d'influence très large autour du point de rejet, par exemple pour un rejet en France, une zone à l'échelle du continent européen.

2.2 Exposition d'une population à la pollution générée par une émission

Pour un individu donné, le risque sanitaire induit par une pollution atmosphérique - c'est à dire la probabilité d'une affection respiratoire ou d'un décès - est supposé proportionnel, d'une part, à la nocivité du polluant, d'autre part, à la quantité de polluant absorbée par l'individu. Ce deuxième terme est lui-même proportionnel à la concentration du polluant dans l'air ambiant et à la durée pendant laquelle l'individu est exposé à cette concentration : on appelle exposition de l'individu le produit de ces deux facteurs.

Pour une population, on appellera exposition collective la somme des expositions supportées par les individus constituant la population. L'impact global d'une émission sera ainsi le produit d'une nocivité par une exposition collective.

Dans une situation réelle, l'exposition collective induite par l'émission, à un instant donné, en un lieu donné, d'une bouffée de polluant dépend, d'une part, de la localisation de la population, d'autre part, de la diffusion du polluant dans l'atmosphère, de son évolution chimique, de son dépôt au sol. Ces processus obéissent à des lois physiques complexes et, pour certaines, mal connues dont des modèles s'efforcent de rendre compte. La sophistication de certains de ces modèles ne doit pas dissimuler le fait que les valeurs réelles des paramètres de

base (vitesses de dépôt, cinétique des réactions chimiques) sont souvent mal connues. Compte tenu de l'ampleur des incertitudes diverses, nous recourons, pour illustrer une situation "type", à des modèles très simplifiés.

Dans le cadre d'un tel modèle à grande échelle, on montre (cf. encadré) que l'exposition collective qui résulte d'une pollution dans un espace géographique donné est le produit de trois facteurs : la masse de polluant retombant dans l'espace en question, la densité moyenne de la population par unité de surface au sol, l'inverse de la vitesse de dépôt au sol du polluant.

Ce modèle suppose que les émetteurs et les récepteurs de pollution sont répartis dans l'espace de manière uniforme ou du moins indépendante : lorsque tel n'est pas le cas (émissions en milieu urbain), il faut prendre en compte un terme additif de surexposition à la pollution primaire ; ce terme additif dépend de la taille de la ville, de la densité de la population, de la vitesse moyenne du vent sur le site.

2.3 Calcul de l'impact d'une installation de combustion

A partir d'une hypothèse de nocivité et d'un modèle d'exposition, on peut calculer l'impact d'une installation de combustion de charbon. Cet impact dépendra notamment :

- * des caractéristiques du charbon (p.e. teneur en soufre) ;
- * des caractéristiques de l'installation (dispositifs de dépoussiérage des fumées, désulfuration, contrôle de la production d'oxydes d'azote...) ;
- * du site de rejet (en particulier, en cas de rejet en agglomération).

Les tableaux 1 à 6 présentent, à titre d'exemple, un tel calcul. On notera que le cadre formel du calcul d'impact s'applique à l'évaluation des dommages aux bâtiments exposés à la pollution par le dioxyde de soufre comme aux impacts de la pollution particulaire sur la santé (tableau 5).

Les coûts externes calculés apparaissent importants dans certains cas de figure, qu'ils soient rapportés à la tonne de polluant, à la tonne de charbon, ou bien au kWh d'électricité. Ils sont comparables, en ordre de grandeur, au coût de certaines mesures susceptibles de prévenir le rejet d'émissions nocives.

2.4 Aspects à approfondir

On a insisté précédemment sur le caractère d'incertitude attaché tant à l'identification des facteurs de nocivité de la pollution atmosphérique particulaire qu'à une valorisation de cette nocivité. L'hypothèse considérée dans l'exemple de calcul ci-dessus, se réfère aux analyses diachroniques américaines et à la relation PM_{10} / nocivité aiguë. Une hypothèse fondée sur la relation $PM_{2,5}$ / nocivité chronique conduirait à des évaluations des impacts en termes de mortalité et des coûts externes correspondants multiples d'un facteur 8 de celles apparaissant dans le tableau. En sens inverse, si l'on supposait qu'un

incrément de concentration n'est nocif que dans les situations où la concentration de fond dépasse un certain seuil, les impacts estimés seraient inférieurs : par exemple, si on limitait les impacts aux zones urbaines, ils seraient divisés par un facteur de l'ordre de 2.

D'autres éléments d'incertitude sont associés au calcul de l'exposition :

- * en ce qui concerne les émissions directes de particules, les normes réglementaires d'émission constituent une référence ; mais il s'agit en principe d'un plafond : on connaît mal les émissions réelles de particules en fonction des charbons utilisés et des différents types d'installation (combustion, dépoussiérage) ; leur granulométrie notamment a une influence importante sur leur vitesse de dépôt ;
- * en ce qui concerne la dispersion de la pollution à grande échelle et la formation de particules secondaires, les calculs présentés visent à mettre en évidence les principaux paramètres du problème ; les valeurs retenues pour certains paramètres sont forfaitaires. Une évaluation plus réaliste devrait s'appuyer sur des recherches telles que celles du programme européen EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe) ;
- * l'évaluation de la masse de particules de nitrates produite à partir d'une émission d'oxydes d'azote pose, par exemple, un problème spécifique ; il existe en effet un équilibre dans l'atmosphère entre, d'une part, nitrate d'ammonium particulaire et, d'autre part, acide nitrique et ammoniac gazeux ; une estimation réaliste de la part des radicaux NO_3 présents sous forme particulaire nécessitera des investigations complémentaires ;
- * en ce qui concerne le terme additif pour les émissions en milieu urbain, le modèle proposé présente l'avantage d'une mise en oeuvre très simple ; cependant, il n'a pas encore, à notre connaissance, fait l'objet d'un test et d'un paramétrage dans le contexte urbain français.

Dans l'expression des résultats en termes de coûts externes, le niveau des coûts unitaires de morbidité et de mortalité retenus constitue évidemment un facteur important. Les coûts unitaires d'une "journée de gêne" ou d'une "journée à activité réduite" sont ceux adoptés dans les études du programme européen ExternE. Le coût unitaire attribué à un décès se réfère aux études françaises de sécurité routière. Si on retenait, par exemple, pour ce dernier coût unitaire la valeur proposée par l'étude ExternE, le coût externe mortalité serait multiplié par un facteur 5.

L'exemple proposé montre donc que les résultats d'un calcul de coût externe n'ont de sens que si l'on explicite et que l'on discute les principales hypothèses qui les fondent. Il montre aussi qu'un important effort est à faire pour réduire les marges d'incertitude que ces calculs comportent actuellement.

Tableau 1 : Calcul des masses de particules secondaires de sulfates et de nitrates produites du fait d'émissions de dioxyde de soufre et d'oxydes d'azote.

Composé primaire		formulation	unités	dioxyde de soufre	oxydes d'azote
Taux de dépôt	(1)	λ_P	%/heure	4,3	0,7
Taux d'oxydation	(1)	μ_P	%/heure	1,6	3,3
Coefficient stoechiométrique	(2)	σ	s.d.	1,93	1,74
Part du radical oxydé présent sous forme particulaire	(3)	β	s.d.	1	0,5 (p.m.)
Masse de particules produite par tonne d'émission primaire		$Q = \sigma \frac{\mu_P}{\lambda_P + \mu_P} \beta$	tonne / tonne	0,5	0,7 (p.m.)

Notes :

(1) Les valeurs retenues pour les vitesses de dépôt et les cinétiques de réaction sont celles du modèle TREND (cf. Atm. Env. vol. 23, N°9, 1989).

(2) On suppose que le produit secondaire obtenu par oxydation du dioxyde de soufre est constitué d'un mélange en proportions égales de $\text{SO}_4(\text{NH}_4)_2$ et de SO_4HNNH_4 . A partir d'oxydes d'azote, le produit particulaire est NO_3NH_4 .

(3) Il existe un équilibre dans l'atmosphère entre nitrate d'ammonium particulaire et acide nitrique/ammoniac gazeux ; cet équilibre dépend de la température, de l'humidité et de la composition de l'atmosphère. La part des radicaux NO_3 présents sous forme particulaire varie donc considérablement suivant le site et la saison. L'hypothèse 50% est proposée "pour mémoire".

Tableau 2 : Calcul de l'exposition collective à la pollution particulaire induite par des émissions de particules primaires fines, de dioxyde de soufre et d'oxydes d'azote. Exposition à l'échelle européenne, émission en France (cas moyen).

Nature des particules	formulation	unités	particules primaires	dioxyde de soufre	oxydes d'azote
Masse de particules produit par tonne d'émission primaire	Q	tonne / tonne	1	0,5	0,7 (p.m.)
Part de cette masse déposée en Europe (1) (2)	a_R	s.d.	0,65	0,5	0,5
Masse déposée en Europe	$D_R = a_R Q$	tonne / tonne $\mu\text{g} / \text{tonne}$	0,65 $0,65 \cdot 10^{12}$	0,25 $0,25 \cdot 10^{12}$	0,35 $0,35 \cdot 10^{12}$
Vitesse de dépôt des particules (1)	V	cm/s m/an	1 $0,31 \cdot 10^6$	1,08 $0,34 \cdot 10^6$	1,61 $0,51 \cdot 10^6$
Densité de population	Δ_R	hab./km ² hab./m ²	100 $100 \cdot 10^{-6}$	- id -	- id -
Exposition collective induite par tonne d'émission primaire	$E_R = \Delta_R D_R \frac{1}{V}$	hab. an. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ par tonne	210	74	67 (p.m.)

Notes :

(1) La granulométrie des particules primaires présentes dans les fumées de types divers d'installations de combustion est mal connue. Les vitesses de dépôt et la part des émissions françaises déposée en Europe indiquées dans le tableau sont donc des ordres de grandeur hypothétiques.

(2) Les évaluations concernant les parts de particules secondaires déposées en Europe ressortent d'une analyse des résultats EMEP.

**Tableau 3 : Calcul d'un impact et d'un coût externe sanitaire associés
à des émissions de particules primaires fines, de dioxyde de soufre et d'oxydes d'azote.
Impact à l'échelle européenne, émission en France (cas moyen).**

Nature des particules	formulation	unités	particules primaires	dioxyde de soufre	oxydes d'azote
Exposition collective à la pollution particulaire induite par tonne d'émission primaire	E_R	hab. an. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ par tonne	210	74	67 (p.m.)
Nocivité de la pollution particulaire : mortalité à court terme (1)	N_d	nombre de décès par hab. an. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$1 \cdot 10^{-5}$	- id -	- id -
Nombre de décès attribuables à une tonne d'émission primaire	$I_d = E_R N_d$	nombre de décès par tonne	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$0,74 \cdot 10^{-3}$	$0,67 \cdot 10^{-3}$
Coût unitaire attribué au décès (2)	U_d	francs/décès	3 500 000	- id -	- id -
Coût externe mortalité par tonne d'émission primaire	$C_d = I_d U_d$	francs / tonne	7 350	2 590	2 345
Nocivité de la pollution particulaire (3) (morbidity à court terme)		nombre par hab. an. $\mu\text{g}/\text{m}^3$			
gène respiratoire	N_g	de jours de gène	0,46	- id -	- id -
réduction d'activité	N_a	de jrs act. réduite	0,05	- id -	- id -
Impacts attribuables à une tonne d'émission primaire		par tonne, nombre de			
gène respiratoire	$I_g = E_R N_g$	jours de gène	97	34	31
réduction d'activité	$I_a = E_R N_a$	jours act. réduite	10,5	3,7	3,6
Coûts unitaires attribués (4)		francs par			
gène respiratoire	U_g	jour de gène	45	- id -	- id -
réduction d'activité	U_a	jour act. réduite	450	- id -	- id -
Coût externe morbidité par tonne d'émission primaire					
gène respiratoire	$C_g = I_g U_g$	francs / tonne	4 365	1 530	1 395
réduction d'activité	$C_a = I_a U_a$	francs / tonne	4 725	1 665	1 620
Coût externe santé publique (impact à court terme) par tonne d'émission primaire	$C = C_d + C_g + C_a$	francs / tonne	16 500	5 800	5 400 (p.m.)

Notes :

- (1) L'hypothèse se réfère aux études américaines sur la relation "concentrations PM_{10} / variations à court terme de la mortalité". Une hypothèse fondée sur une relation " $PM_{2,5}$ / variations interrégionales de la mortalité" conduirait à une nocivité 8 fois plus élevée.
- (2) Évaluation retenue dans les études françaises de sécurité routière ; l'étude européenne ExternE propose un coût unitaire du décès 5 fois plus élevé.
- (3) Estimations d'impacts à court terme faites dans un contexte américain (Ostro, Krupnick).
- (4) Coûts unitaires retenus dans l'étude ExternE

Tableau 4 : Exemple d'exposition supplémentaire à la pollution primaire induite par un rejet de particules fines dans une zone à forte densité de population. Terme additif de coût externe sanitaire.

Polluant		formulation	unités	Particules fines
Densité de la population	(1)	Δ_L	hab./km ² hab./m ²	1000 1.10^{-3}
Vitesse moyenne du vent		U	m / s m / an	5 160.10^6
Constante de Hanna	(2)	K	s. d.	200
Exposition induite par une émission primaire		$E_L / Q = \Delta_L \frac{K}{U}$	- hab. an. g/m ³ / g - hab. an. µg/m ³ par tonne	$1,25.10^{-9}$ 1250
Coût externe sanitaire supplémentaire par tonne d'émission primaire		$C_L = E_L \frac{C}{E_R}$	francs par tonne	100 000

Notes :

(1) Le cas proposé correspond par exemple à une densité de population proche de celle de l'Ile de France.

(2) Le modèle de Hanna, développé dans un contexte américain, n'a pas à notre connaissance fait l'objet d'études d'ajustement au cas des zones urbaines françaises. Il ne s'applique pas au cas d'un rejet par une cheminée de grande hauteur. La valeur de la constante retenue ici correspond à une agglomération de grande taille.

Tableau 5 : Schéma de calcul d'un coût externe "dommages aux bâtiments" attribuable à l'émission de dioxyde de soufre.

	unités	Effet diffus	Effet supplémentaire d'une émission dans une zone urbanisée dense
Exposition collective induite par tonne de SO ₂ (1)	hab. an. µg/m ³ par tonne	150	1 250
Nocivité de la pollution par le dioxyde de soufre, en termes de coût supplémentaire d'entretien des bâtiments (2)	francs par hab. an. µg/m ³	10	- id -
Coût externe dommages aux bâtiments par tonne d'émission SO ₂	francs / tonne	1 500	12 500

Notes :

(1) On se place dans les cas de figure décrits à propos des tableaux précédents. La valeur de l'exposition collective générale associée à une tonne de dioxyde de soufre ne diffère de celle relative aux particules que par le facteur $\lambda / (\lambda + \mu) = 0,73$, car la vitesse de dépôt du dioxyde de soufre est proche de celle retenue précédemment pour les particules. La surexposition urbaine est identique (même valeur de la constante de Hanna).

(2) Cette évaluation s'appuie sur des études réalisées dans les villes de Dortmund, Birmingham, Stockholm, Sarpsborg, Prague. On a analysé, dans chaque ville, les coûts d'entretien de parcs de bâtiments situés dans des quartiers de niveaux de pollution différents. On a supposé que les concentrations moyennes de dioxyde de soufre constituaient le facteur explicatif des variations de coût. Cette hypothèse est une simplification ; il est probable notamment que l'exposition à d'autres polluants (oxydes d'azote, particules) a un rôle dans les variations de coût observées.

Tableau 6 : Éléments de coûts externes associés au fonctionnement d'une installation de combustion de charbon.
Impacts à l'échelle européenne d'une émission en France.
Impacts à court terme sur la santé publique et dommages aux bâtiments.

			Installation aux caractéristiques anciennes située en milieu urbain	Installation équipée de dispositifs de dépollution implantée hors milieu urbain
Emissions				
particules primaires	(1)	kg de polluant	0,5	0,5
dioxyde de soufre	(2)	par tonne de	20	2
oxydes d'azote	(3)	charbon brûlée	15	5
Coût unitaire d'une émission				
particules primaires	(4)	francs / kg	116	16,5
dioxyde de soufre		de polluant		
santé publique		émis	5,8	5,8
bâtiments			14	1,5
oxydes d'azote			5,4 (p.m.)	5,4 (p.m.)
Éléments de coût externe de l'installation				
particules primaires		francs	58	8,25
dioxyde de soufre		par tonne de		
santé publique		charbon brûlée	116	11,6
bâtiments			280	3
oxydes d'azote			81 (p.m.)	27 (p.m.)
Somme des éléments de coût externe				
		francs	535	50
		par tonne de		
		charbon brûlée		
Cas d'une installation de génération d'électricité :				
Coût rapporté à l'électricité produite	(5)	centimes par kWh	18	1,65

Notes :

- (1) Combustion de charbon pulvérisé ; utilisation de charbon à 10 % de cendres ; rendement de dépoussiérage 99,5%.
- (2) Charbon à 1 % de soufre : la variante désulfuration a une efficacité de 90 %.
- (3) En variante, brûleurs bas-NO_x.
- (4) Le rejet en atmosphère urbaine est supposé s'effectuer à une hauteur au dessus du sol du même ordre que la moyenne des rejets de dioxyde de soufre en milieu urbain.
- (5) La production de 1 kWh consomme 0,33 kg de charbon

Note II

Modèles d'évaluation de l'impact d'un rejet chronique de polluant dans l'atmosphère

Tout décideur industriel a en tête quelques modèles simples de mécanique, de thermique, de chimie... qui, dans une discussion portant par exemple sur le dimensionnement d'un investissement, lui permettent de suivre l'essentiel du raisonnement d'un expert et de souscrire à ses conclusions.

Lorsqu'il s'agit d'évaluer l'impact d'une décision industrielle sur l'environnement, le décideur, ingénieur ou gestionnaire, manque au contraire de représentations de référence ; cela rend difficile son dialogue avec les spécialistes et constitue un handicap pour une bonne gestion de ces impacts.

Étant donnée notamment l'importance des impacts sur la santé humaine et sur l'environnement que peuvent avoir des rejets chroniques de polluants gazeux ou d'aérosols dans l'atmosphère, une bonne appréciation des enjeux par chacun est tout à fait souhaitable. Or la dispersion à très large échelle de ce type de rejets fait que l'impact d'une émission particulière est diffus et ne peut pas être perçu directement par un observateur. En fait, le public concerné n'a souvent qu'une image très floue du lien qui existe entre une émission et son impact.

Il est vrai que la dispersion de polluants dans l'atmosphère, leur évolution chimique en fonction de la météorologie et de la présence d'autres composants, leur dépôt au sol, leur action sur les éléments constitutifs de l'environnement, obéissent à des lois physiques complexes et, pour certaines, mal connues.

Il est cependant possible, pour illustrer les enjeux de la prévention de certaines émissions en termes de santé humaine, de rendements agricoles, de corrosion des matériaux... de représenter ces processus de dispersion, d'évolution chimique et de dépôt ainsi que les mécanismes d'impact par des schémas qui, quoique très simples, restent assez réalistes pour permettre d'estimer l'ordre de grandeur des effets.

L'incertitude qui affecte de telles estimations d'impact provient généralement moins d'une sophistication insuffisante des schémas théoriques que de la difficulté à mesurer les valeurs réelles des paramètres physiques.

On présentera ci-après quelques modèles très simples qui constituent des schémas de référence pour la description des phénomènes et permettent d'apprécier l'ordre de grandeur des impacts sur longue période d'émissions chroniques dans des environnements "normalisés".

1 Un modèle d'atmosphère pour prendre en compte les impacts à grande distance

Le sol terrestre est représenté par un espace plan infini. Lorsqu'un polluant est rejeté dans l'atmosphère, on considère que sa dispersion reste limitée à une partie basse de la troposphère qu'on appelle couche de mélange. Cette couche de mélange se caractérise par sa forte turbulence qui fait que le polluant se diffuse bien dans toute l'épaisseur de la couche.

La hauteur de la couche de mélange au dessus du sol dépend des conditions météorologiques ; elle est généralement sous nos latitudes de l'ordre de 1 à 2 km durant la journée et de quelques centaines de mètres durant la nuit. On supposera dans les modèles ci-après que la couche de mélange a une hauteur constante h au dessus du sol.

Considérons l'émission d'une "bouffée" d'un polluant et soit Q la quantité de polluant émise. La dispersion du polluant dans l'atmosphère est le résultat de deux phénomènes : un phénomène à petite échelle de diffusion par turbulence et un phénomène à grande échelle de transport du fait de la circulation générale des masses d'air atmosphériques.

A la suite d'une telle émission, la concentration du polluant dans l'atmosphère varie dans l'espace et dans le temps ; on fait l'hypothèse que, à la verticale d'un point de la surface terrestre de coordonnées (x,y) , la concentration à l'instant t , soit $C(x,y,t)$, est, du fait de la turbulence, homogène dans toute l'épaisseur de la couche de mélange.

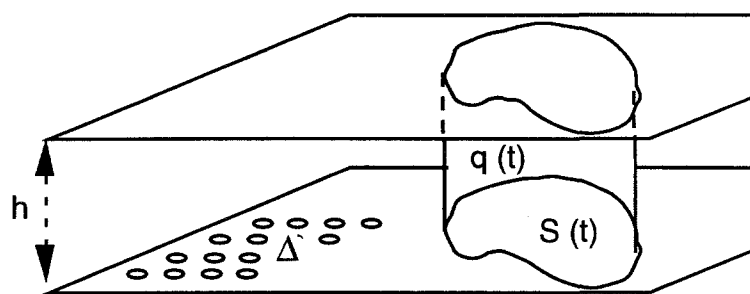
On peut supposer que le polluant disparaît de l'atmosphère au cours du temps, par exemple par dépôt au sol ; la quantité restant en suspension à un instant t donné est $q(t)$.

Le temps de séjour moyen dans l'atmosphère des molécules du polluant, soit T , est défini par la relation :

$$\int_0^{\infty} q(t) dt = Q T \quad (1)$$

Si, à l'instant t , la bouffée de polluant est comprise dans un volume \mathcal{V} de la couche de mélange dont la projection au sol est une aire \mathcal{A} de surface $S(t)$, la concentration moyenne de polluant dans l'aire affectée par la pollution est :

$$C_{\mathcal{A}}(t) = \frac{q(t)}{S(t) h} \quad (2)$$



2 Un modèle d'impact : risque proportionnel à la concentration de polluant

On considère des récepteurs placés à la surface du sol et sensibles à la pollution de l'atmosphère. On associe à chaque récepteur une grandeur variable en fonction du niveau de pollution, c'est à dire une "réponse" à la pollution.

On peut imaginer par exemple que les récepteurs sont les individus d'une population et que la réponse est un risque sanitaire (probabilité de survenance d'une maladie ou bien d'un décès...).

Une hypothèse dans laquelle les calculs de risque sont particulièrement simples est celle où la "réponse" en termes de risque est proportionnelle à la "dose" c'est à dire à la quantité de polluant absorbée par un individu ¹.

Si un individu moyen respire un volume ϖ d'air par unité de temps, un individu i situé en un point de coordonnées (x,y) absorbe pendant l'intervalle de temps $(t, t+dt)$ une dose de polluant $d_i(t,t+dt)$:

$$d_i(t,t+dt) = \varpi C(x,y,t) dt$$

Si k est le coefficient de proportionnalité du risque sanitaire à la dose absorbée, le risque $r_i(t,t+dt)$ encouru par l'individu i pendant l'intervalle de temps $(t, t+dt)$ est :

$$\begin{aligned} r_i(t,t+dt) &= k d_i(t,t+dt) \\ &= k \varpi C(x,y,t) dt \end{aligned}$$

On appelle nocivité N du polluant le produit des deux termes k et ϖ :

$$N = k \varpi$$

¹ Une variante de ce cas est celui où la relation peut être considérée comme linéaire dans un certain domaine, par exemple au-dessus d'un seuil.

On appelle exposition individuelle e_i le produit de la concentration de polluant dans l'air que respire l'individu i par la durée de son exposition à cette concentration :

$$e_i(t, t+dt) = C(x, y, t) dt$$

Le risque encouru par un individu se décrit ainsi comme le produit de deux facteurs : la nocivité du polluant et l'exposition à laquelle est soumis l'individu.

$$r_i(t, t+dt) = N e_i(t, t+dt)$$

Le risque collectif encouru par une population (un ensemble de récepteurs identiques répartis à la surface du sol) est la somme des risques individuels. Ce sera par exemple le nombre probable de maladies ou de décès induit dans une population par l'exposition à un polluant.

Le risque collectif $R(t_1, t_2)$ encouru pendant l'intervalle de temps (t_1, t_2) par une population est :

$$R(t_1, t_2) = \sum_{t_1}^{t_2} \sum_i r_i(t, t+dt)$$

La linéarité de la relation dose-réponse permet d'introduire le concept d'exposition collective, somme des expositions individuelles. Soit $E(t_1, t_2)$ l'exposition collective de la population précédente :

$$E(t_1, t_2) = \sum_{t_1}^{t_2} \sum_i e_i(t, t+dt)$$

$$R(t_1, t_2) = \sum_{t_1}^{t_2} \sum_i N e_i(t, t+dt)$$

$$R(t_1, t_2) = N E(t_1, t_2) \quad (3)$$

Le risque collectif est le produit de la nocivité du polluant par l'exposition collective.

3 Risque collectif associé à l'émission d'une bouffée de polluant

On se place dans le cadre des hypothèses de dispersion dans l'atmosphère et de linéarité du risque explicitées ci-dessus.

Étant donné une bouffée d'une quantité Q de polluant, on considère le risque collectif encouru, entre le moment d'émission de la bouffée ($t = 0$) et le moment où tout le polluant a disparu ($t = \infty$), par une population distribuée sur l'ensemble du plan infini représentant le sol terrestre, avec une densité constante Δ .

Supposons que, à un instant donné t , la bouffée de polluant soit comprise dans un volume \mathcal{V} de la couche de mélange dont la projection au sol est une aire \mathcal{A} .

Soit $E(t, t+dt)$ l'exposition collective induite par la bouffée de polluant sur la population de l'aire \mathcal{A} pendant l'intervalle de temps $(t, t+dt)$:

$$E(t, t+dt) = \int_{\mathcal{A}} C(x, y, t) dt \Delta dx dy$$

$$E(t, t+dt) = dt \Delta \int_{\mathcal{A}} C(x, y, t) dx dy$$

Si $C_{\mathcal{A}}(t)$ est la valeur moyenne de la concentration de polluant dans l'aire \mathcal{A} à l'instant t , on peut écrire :

$$\int_{\mathcal{A}} C(x, y, t) dx dy = S(t) C_{\mathcal{A}}(t)$$

D'après la relation (2), il vient :

$$E(t, t+dt) = dt \Delta S(t) \frac{q(t)}{S(t) h}$$

$$E(t, t+dt) = \Delta \frac{1}{h} q(t) dt$$

En intégrant cette expression par rapport au temps, entre les instants $t = 0$ et $t = \infty$, on obtient l'exposition collective totale E :

$$E = \Delta \frac{1}{h} \int_{t=0}^{t=\infty} q(t) dt$$

Suivant la relation (1), cette expression peut s'écrire :

$$E = Q \Delta T \frac{1}{h}$$

Avec les hypothèses énoncées précédemment (répartition uniforme des récepteurs, linéarité du risque, homogénéité des concentrations dans la couche de mélange), il apparaît donc que le risque collectif total R induit par l'émission d'une bouffée de polluant est indépendant de toute hypothèse concernant la dispersion horizontale du polluant.

$$R = N E = N Q \Delta T \frac{1}{h} \quad (4)$$

Le risque R est le produit de la nocivité N du polluant par l'exposition collective E . L'exposition collective est proportionnelle à la quantité de polluant émise Q et à la densité Δ de la population. On appelle facteur d'exposition f l'exposition collective induite par une émission de quantité unitaire sur une population de densité unitaire.

$$E = Q \Delta f \quad (5)$$

Le facteur d'exposition f est, dans la situation modélisée, le produit de la durée de vie T du polluant dans l'atmosphère par le paramètre de confinement $\frac{1}{h}$.

$$f = T \frac{1}{h} \quad (6)$$

4 Modèle de dépôt au sol d'un polluant

Un polluant émis dans l'atmosphère peut disparaître progressivement de l'atmosphère par dépôt au sol, soit directement par voie sèche soit par voie humide (entraînement par la pluie, le brouillard, la neige).

L'élimination d'un polluant par voie sèche dépend de deux phénomènes distincts : d'une part, le transport du polluant jusqu'à la surface de la terre, d'autre part l'interaction physico-chimique entre le polluant et cette surface (minéral, plante, eau...). Les mécanismes sont différents pour un polluant gazeux et pour un aérosol.

La vitesse d'élimination varie suivant le polluant et la nature de la couverture de la surface terrestre. Elle dépend aussi de facteurs tels que la température de la surface réceptrice, la vitesse du vent, l'activité stomatale des plantes... et varie donc en fonction des cycles saisonniers et journaliers.

On définit la vitesse de dépôt sec V_s comme le rapport entre la masse de polluant δ_s qui se dépose en un lieu par unité de surface et par unité de temps et la concentration C du polluant dans l'atmosphère à l'aplomb de ce lieu.

$$\delta_s = V_s \cdot C$$

La vitesse de dépôt sec est un paramètre empirique analogue à la vitesse de sédimentation des particules ². Elle est en fait difficile à mesurer, mais on a pu évaluer l'ordre de grandeur des vitesses de dépôt de divers polluants dans des environnements courants.

Un modèle simplifié de dépôt consiste à retenir pour chaque polluant une vitesse de dépôt sec unique, représentative d'une situation moyenne.

L'élimination d'un polluant de l'atmosphère par voie humide met également en oeuvre des phénomènes de différentes natures. Au voisinage du site d'émission, le phénomène principal à prendre en compte est le lavage du polluant en cas de pluie. D'un point de vue global, la dissolution des gaz dans les gouttelettes d'eau des nuages est un processus plus important. Lorsque le polluant est un aérosol, le phénomène à prendre en compte est la nucléation : chaque particule de l'aérosol constitue un noyau sur lequel se condense la vapeur d'eau présente dans l'atmosphère...

² L'analogie de la vitesse de dépôt avec une conductivité en électricité, rapport entre une intensité et une différence de potentiel, pourrait aussi être développée...

Une approche empirique consiste à définir un "coefficient de captation" W ⁽³⁾, rapport entre la concentration d'un polluant (par unité de volume) dans l'eau de pluie, soit C_P , et sa concentration dans l'air :

$$C_P = W \ C$$

Si V_P est le débit de pluie en un lieu, c'est à dire le volume d'eau tombant par unité de surface et de temps, ou encore la hauteur de précipitation par unité de temps, la masse de polluant δ_P qui se dépose par voie humide par unité de surface et par unité de temps est :

$$\delta_P = V_P \ C_P = V_P \ W \ C$$

Le coefficient de captation varie suivant la concentration de polluant et par conséquent diminue lorsqu'une période de pluie se prolonge ; la pluviosité varie dans l'espace... Dans le cadre d'un modèle simplifié visant à décrire des situations moyennes sur longue période, on se placera dans une situation de "pluie continue équivalente" et on retiendra pour les paramètres V_P et W des valeurs moyennes constantes.

On considérera donc dans le développement suivant un dépôt global δ prenant en compte le dépôt sec et le dépôt humide et une vitesse de dépôt global V supposée constante :

$$\begin{aligned} \delta &= \delta_S + \delta_P \\ V &= V_S + V_P \ W \end{aligned}$$

$$\delta = V \ C$$

5 Risque associé à un polluant stable

Un polluant stable, c'est à dire chimiquement inerte dans l'atmosphère, ne peut en disparaître que par par dépôt au sol.

On considère comme précédemment une bouffée de polluant. Soit Q la quantité de polluant émise, égale dans ce cas à la quantité totale de polluant déposée. A l'instant t , la bouffée est constituée d'une quantité de polluant $q(t)$, comprise dans un volume \mathcal{V} recouvrant une aire \mathcal{A} de surface $S(t)$ où la concentration moyenne de polluant est $C_{\mathcal{A}}(t)$.

Soit $\delta_{\mathcal{A}}(t)$ la valeur moyenne dans l'aire \mathcal{A} à l'instant t du dépôt de polluant par unité de surface et par unité de temps.

$$\delta_{\mathcal{A}}(t) = V \ C_{\mathcal{A}}(t) \tag{7}$$

³ On parle en anglais de "washout ratio" ou "scavenging ratio".

La quantité $q(t)$ de polluant en suspension dans l'atmosphère varie pendant l'intervalle de temps $(t, t+dt)$, d'une quantité dq telle que :

$$dq = - \delta A(t) S(t) dt$$

En prenant en compte les relations (7) et (2), il vient :

$$dq = - V C_A(t) S(t) dt$$

$$dq = - V \frac{q(t)}{S(t) h} S(t) dt$$

$$dq = - \frac{V}{h} q(t) dt$$

En posant $\lambda = \frac{V}{h}$, cette expression s'écrit :

$$\frac{dq}{dt} = - \lambda q(t)$$

Ceci signifie que la quantité de polluant $q(t)$ restant en suspension dans l'atmosphère décroît en fonction exponentielle du temps. Le paramètre λ est le taux constant d'élimination du polluant de l'atmosphère par unité de temps :

$$q(t) = Q e^{-\lambda t} \quad (8)$$

Le temps moyen T durant lequel une molécule de polluant reste en suspension dans l'atmosphère avant de retomber au sol a la valeur :

$$T = \frac{1}{\lambda} = \frac{h}{V} \quad (9)$$

Dans le cas d'un polluant chimiquement inerte et caractérisé par une vitesse de dépôt constante, l'expression générale (6) du facteur d'exposition f se simplifie donc. Ce facteur s'identifie à une sorte de "résistance au dépôt" :

$$f = T \frac{1}{h} = \frac{1}{V} \quad (10)$$

L'expression (4) du risque collectif s'écrit :

$$R = N Q \Delta \frac{1}{V} \quad (11)$$

6 Risque associé à un polluant réactif

Considérons l'hypothèse où, outre le phénomène de dépôt au sol, le polluant constituant la bouffée disparaît du fait de réactions chimiques dans l'atmosphère.

La vitesse de disparition d'un polluant par voie chimique est d'autant plus grande que les concentrations dans l'atmosphère du polluant et du composé avec lequel il réagit sont plus élevées ; elle dépend aussi de la température et des conditions de mélange de l'atmosphère par turbulence...

Si on se place dans des conditions moyennes, et qu'on admet que la concentration du composé avec lequel le polluant réagit ne varie pas sensiblement du fait de la réaction, la disparition du polluant peut souvent être modélisée par une loi dite de premier ordre : la quantité de polluant consommée par la réaction par unité de temps et par unité de volume est proportionnelle à la concentration de polluant restant présent dans l'atmosphère à un moment donné.

Soit μ la constante de cette loi. Si on considère l'ensemble du volume \mathcal{V} de la couche de mélange dans lequel la bouffée de polluant est comprise à l'instant t , la variation dq_R , du fait de la réaction et pendant l'intervalle de temps $(t, t+dt)$, de la quantité de polluant présent dans l'atmosphère est :

$$dq_R = - \mu q(t) dt$$

Au total, la quantité de polluant éliminée de l'atmosphère par unité de temps, somme des quantités déposées au sol et consommées par la réaction chimique, est :

$$\frac{dq}{dt} = - [\lambda + \mu] q(t)$$

La loi de disparition du polluant résultant des phénomènes simultanés de dépôt et de transformation chimique est ainsi de la forme :

$$q(t) = Q e^{-(\lambda + \mu) t}$$

et la durée moyenne de séjour dans l'atmosphère T :

$$T = \frac{1}{\lambda + \mu}$$

Le facteur d'exposition f s'écrit :

$$f = T \frac{1}{h} = \frac{1}{(\lambda + \mu) h} = \frac{1}{V + \mu h} \quad (12)$$

et l'expression (4) du risque devient :

$$R = N Q \Delta \frac{1}{(\lambda + \mu) h} \quad (13)$$

Le risque peut aussi s'exprimer sous une forme analogue à la relation (11). Dans ce cas en effet la quantité de polluant émise Q n'est pas identique à la quantité totale de polluant déposée Q_D :

$$\begin{aligned}
 Q_D &= \int_0^{\infty} \lambda \quad q(t) \quad dt \\
 Q_D &= \lambda \quad Q \quad T = \frac{\lambda}{\lambda + \mu} \quad Q \\
 R &= N \quad Q_D \quad \Delta \quad \frac{1}{V} \quad (14)
 \end{aligned}$$

7 Risque associé à un polluant secondaire

On considère le cas où une réaction de destruction d'un polluant primaire produit un polluant secondaire dont on supposera qu'il est lui même stable.

Étant donnée une bouffée de polluant primaire, soient :

- Q la quantité de polluant primaire rejetée dans l'atmosphère,
- λ et μ les taux de disparition de ce polluant par dépôt et par réaction, et T sa durée de vie,
- Q_R la quantité totale de polluant primaire disparaissant par réaction,
- α la masse de polluant secondaire qui, suivant la stoechiométrie de la réaction, est générée par la disparition d'une masse unitaire du composé primaire.
- Q_2 la quantité de polluant secondaire formée,
- T_2 la durée de vie du polluant secondaire et V_2 sa vitesse de dépôt,
- N_2 la nocivité du polluant secondaire et R_2 le risque collectif qu'il induit.

On a :

$$\begin{aligned}
 Q_R &= \int_0^{\infty} \mu \quad q(t) \quad dt \\
 Q_R &= \mu \quad Q \quad T = \frac{\mu}{\lambda + \mu} \quad Q \\
 Q_2 &= \alpha \quad Q_R = \alpha \quad \frac{\mu}{\lambda + \mu} \quad Q
 \end{aligned}$$

Le risque collectif généré par le polluant secondaire est , suivant la relation (4) :

$$R_2 = N_2 \quad Q_2 \quad \Delta \quad T_2 \quad \frac{1}{h}$$

Dans le cas ou le polluant secondaire n'est lui-même éliminé de l'atmosphère que par dépôt, on a :

$$R_2 = N_2 Q_2 \Delta \frac{1}{V_2} \quad (15)$$

On peut également décomposer le risque suivant une formulation analogue aux relations (4) à (6) :

$$\begin{aligned} R_2 &= N_2 E_2 \\ E_2 &= Q \Delta f_2 \\ f_2 &= \alpha \frac{\mu}{\lambda + \mu} \frac{1}{V_2} \end{aligned} \quad (16)$$

7 Risque dans une région particulière

Avec les mêmes hypothèses de dispersion et de risque que ci-dessus, on considère maintenant spécifiquement la réponse R_G de récepteurs situés dans une aire géographique G de superficie S_G . Ce sera par exemple le risque collectif encouru par la population d'un pays ou d'un ensemble de pays.

Avec les notations définies précédemment, on a :

$$R_G = N \int_0^\infty \int_G C(x,y,t) \Delta \, dx \, dy \, dt$$

Si V est la vitesse de dépôt et $\delta(x,y,t)$ la densité de dépôt à l'instant t en un point (x,y) :

$$R_G = N \int_0^\infty \int_G \frac{1}{V} \delta(x,y,t) \Delta \, dx \, dy \, dt$$

$$R_G = N \Delta \frac{1}{V} \int_0^\infty \int_G \delta(x,y,t) \, dx \, dy \, dt$$

Soit D_G la masse totale de polluant déposée dans l'aire G :

$$D_G = \int_0^\infty \int_G \delta(x,y,t) \, dx \, dy \, dt$$

$$R_G = D_G N \Delta \frac{1}{V} \quad (17)$$

$$R_G = \frac{D_G}{Q} R \quad (18)$$

Étant donné le risque théorique total calculé précédemment, la part de ce risque que supporte chaque région est proportionnelle à la quantité de polluant qui retombe dans la région.

Dans le cas de polluants réactifs ou secondaires, il faut remplacer Q dans la relation (18) par les valeurs Q_D et Q_2 calculées précédemment.

Le risque dans une région donnée peut s'exprimer en fonction de la population totale de la région P_G et d'un facteur de transfert a_G :

$$a_G = \frac{D_G}{Q \cdot S_G}$$

$$R_G = a_G \cdot Q \cdot f \cdot P_G \cdot N \quad (19)$$

Cette relation s'applique aussi à des polluants réactifs ou secondaires avec les expressions f et f_2 coorespondantes.

Pour évaluer la part d'une quantité de polluant émise en un lieu donné qui se dépose dans une région déterminée, il faut être en mesure de décrire la circulation des masses d'air dans l'atmosphère. Cette description fait l'objet de modèles météorologiques plus ou moins simplifiés dont la présentation ne sera pas développée ici.

A titre d'illustration nous citerons cependant des évaluations concernant quelques polluants fournies par le modèle EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe). Ces évaluations portent sur la part d'un flux de polluant émis en France qui est redéposée en France ou en Europe (ensemble des pays avec lesquels la France a conclu un accord visant à limiter les transferts atmosphériques de pollution).

Devenir des polluants émis en France (d'après EMEP)

	Soufre (in SO ₂)	Azote (in NO _x)	Azote (in NH ₃)
Emissions France 1992 (tonnes)	685 000	550 000	635 000
Part retombée en France	34%	17%	58%
Part retombée en Europe (y.c. Fr)	64%	52%	82%

Le tableau fait apparaître des différences, d'un polluant à l'autre, dans les taux de rétention de la pollution à l'intérieur de la zone émettrice. Ces différences s'expliquent notamment par la faible vitesse de dépôt du dioxyde d'azote et la vitesse de dépôt élevée de l'ammoniac.

En fait, les cycles du soufre et de l'azote sont complexes puisque, émis sous forme gazeuse, ils passent pour partie sous forme de polluants secondaires particuliers (sulfates, nitrates, ammonium). Les vitesses de dépôt total du dioxyde de soufre et des sulfates sont d'un ordre de grandeur comparable, elles sont assez proches aussi de celles des nitrates et des radicaux ammonium et représentatives d'autres aérosols courants.

Le tableau montre l'ordre de grandeur de l'écart entre une "valeur-enveloppe" du risque telle que calculée précédemment et le risque encouru par une

population déterminée : il prend en compte le fait qu'une partie de la pollution est transportée hors de la zone considérée, vers des espaces maritimes ou des pays tiers ; une partie peut aussi s'échapper dans les couches supérieures de la troposphère et entrer dans un cycle de transport long.

8 Flux d'émission continu et diffus

On considère une hypothèse où l'émission de polluant est continue et distribuée sur toute la surface du plan représentant le sol terrestre. Soit Φ la densité du flux d'émission, c'est à dire la quantité constante de polluant émise par unité de surface et unité de temps.

La concentration moyenne C de polluant dans l'atmosphère sera telle que le flux de polluant émis soit équilibré par le flux de polluant éliminé de l'atmosphère. S'il s'agit d'un polluant stable, de vitesse de dépôt V , on aura :

$$\begin{aligned}\Phi &= V C \\ C &= \frac{\Phi}{V}\end{aligned}$$

Suivant la relation (10), cette expression peut aussi s'écrire :

$$C = f \Phi \quad (20)$$

Le facteur f introduit précédemment est donc le facteur par lequel il faut multiplier un flux surfacique d'émission pour obtenir la concentration de polluant qu'il induit dans l'atmosphère.

Le risque collectif Θ par unité de surface et par unité de temps est :

$$\Theta = N \Phi \Delta f \quad (21)$$

On vérifie aisément que les relations (15) et (16) s'appliquent non seulement au cas de polluants inertes mais aussi aux cas de polluants réactifs ou secondaires, avec les expressions de f et f_2 calculées précédemment.

Ces formules (20) et (21), introduites dans l'hypothèse d'une surface d'émission infinie, s'appliquent aussi avec une surface d'émission finie et un "box-model" (un modèle-boîte). Elles indiquent les concentrations moyennes de polluant, et les risques collectifs, que connaîtrait une région s'il n'y avait pas de circulation de la pollution d'une région à l'autre.

9 Émission en milieu urbain : modèle de risque à courte distance

Le modèle de dispersion de la pollution auquel on s'est référé jusqu'à présent visait à représenter les risques à grande distance d'une source. A proximité de

la source, l'hypothèse d'un mélange homogène de la pollution sur toute la hauteur de la couche de mélange n'est plus valide.

L'évaluation spécifique du risque à courte distance de la source est particulièrement importante si le rejet de polluant a lieu en un site où la densité locale de population est très supérieure à la densité moyenne considérée précédemment.

On peut retrouver dans ce cas particulier un modèle de risque collectif de forme analogue aux précédents. Étant donnée la durée de séjour limitée du polluant dans la zone de proximité du lieu d'émission, on ne prend plus en compte les phénomènes de dépôt et de transformation chimique. Le seul vecteur d'élimination de la pollution est le vent.

Un modèle simple classique de calcul de la concentration moyenne d'un polluant en zone urbaine est le modèle ATDL (Atmospheric Turbulent Diffusion Laboratory, Hanna 1971).

La concentration locale C_L de polluant dans une atmosphère urbaine est proportionnelle à la densité d'émission Φ_L (quantité de polluant émise par unité de surface et unité de temps) ; elle est inversement proportionnelle à la vitesse du vent U :

$$\begin{aligned} C_L &= f_L \Phi_L \\ f_L &= \frac{K}{U} \end{aligned} \quad (22)$$

Cette expression est la forme simplifiée du résultat que fournit un modèle de diffusion gaussien.

Le coefficient K s'interprète comme le rapport entre l'étendue L de la zone urbaine et la hauteur moyenne H jusqu'à laquelle la pollution se diffuse au dessus de la ville. La hauteur moyenne H dépend elle-même de la taille de la ville ainsi que de facteurs météorologiques (stabilité de l'atmosphère).

Le coefficient K varie également, en pratique, suivant les conditions de rejet des polluants : il est moins élevé pour un polluant dont une proportion importante est rejetée par des cheminées élevées (SO_2), il est plus élevé pour un polluant rejeté au niveau des chaussées (CO).

Le risque collectif local, par unité de surface et de temps, généré par l'émission d'un polluant de nocivité N sur une population de densité Δ_L est :

$$\Theta_L = N \Phi_L \Delta_L f_L \quad (23)$$

En d'autres termes, le risque collectif local R_L associé à l'émission d'une quantité Q de polluant, dans une ville de population P_L et de surface S_L est :

$$R_L = N \cdot Q \cdot P_L \cdot F_L \quad (24)$$

$$F_L = \frac{f_L}{S_L}$$

Pour calculer le risque collectif global engendré par une émission de polluant en milieu urbain, il faut tenir compte à la fois des risques locaux et des risques à grande distance. L'exposition urbaine est en fait un terme additif de surexposition.

Il faudrait d'ailleurs, pour certains types de pollution, prendre en compte d'autres étages de surexposition associés à d'autres phénomènes de confinement : pollution automobile dans les rues "en canyon" où la pollution stagne, appareils de chauffage domestique en local fermé...

Note III

Impact sur les matériaux

Les problèmes que pose l'évaluation de l'impact sur le patrimoine immobilier des polluants émis par une centrale ont été présentés dans notre rapport de juillet 1993.

Nous avons souligné que, si l'existence de phénomènes d'altération de nombreux matériaux de construction par la pollution atmosphérique est une réalité indéniable, il est toutefois difficile de quantifier exactement l'impact attribuable à une source particulière telle qu'une centrale.

Cette difficulté tient à différents facteurs :

- les études de laboratoire sur le comportement des matériaux en atmosphère polluée, et en particulier les études quantitatives, ont porté principalement sur quelques matériaux "normalisés" (acier, autres métaux, etc...), matériaux également bien connus en termes de "résistance des matériaux" et utilisés en construction industrielle ; étant donné la variabilité des caractéristiques des matériaux naturels (pierre) ou la diversité de certains matériaux synthétiques (peinture), les études de laboratoire existantes ne fournissent qu'une connaissance très approximative de leur comportement en atmosphère polluée ;
- le comportement du matériau "en place" en présence d'un polluant dépend de nombreux facteurs d'environnement : climat local (pluie, vent, cycles d'humidification et d'assèchement...), exposition du matériau aux éléments climatiques en fonction de sa position dans le bâtiment, effet de synergie d'autres polluants...
- pour que l'altération d'un matériau se traduise par un "coût", il faut soit qu'elle déclenche une action corrective, soit que, en l'absence d'action, il y ait perception d'un dommage ; l'analyse de la relation entre altération physique et coût n'est pas seulement technique mais socio-économique ;
- le stock de matériaux exposés à la pollution d'une centrale est distribué dans une aire géographique à l'échelle de l'Europe et évolue dans le temps ; en faire l'inventaire, avec l'ensemble des caractéristiques associées à chaque élément, est une tâche considérable.

Étant donné qu'il n'existe pas en France, comme dans certains pays européens, au moins une esquisse de cet inventaire du stock exposé à la pollution, il n'apparaît pas possible de réaliser, à proprement parler, une évaluation de l'impact matériaux d'un rejet de polluant.

On ne peut que procéder à des simulations purement fictives : transposer les résultats d'études réalisées dans d'autres contextes, c'est à dire calculer l'impact d'une émission en France dans l'hypothèse où le parc de bâtiments français serait constitué des mêmes matériaux que tel ou tel exemple étranger.

L'étude de référence anglaise (ETSU) pour le projet External Costs of Fuel Cycles (ECFC) propose une méthodologie analytique très détaillée et très ambitieuse. Elle a le mérite de tenter d'identifier, sur la base de fonctions dose-réponse, les effets spécifiques de différents polluants. Mais sa complexité, la quantité de données nécessaires, ne nous paraissent en rapport ni avec le caractère nécessairement modeste du présent exercice, ni peut-être avec la fiabilité de la base de connaissances sur laquelle elle repose.

Nous nous référerons donc en premier lieu à des études allemandes et scandinaves plus globales, fondées sur l'observation des opérations d'entretien des bâtiments dans différentes régions urbaines et la comparaison des fréquences et des budgets d'entretien dans des zones présentant des niveaux différents de pollution.

1 Un modèle allemand

Un ensemble de recherches sur les coûts de la pollution a été conduit à l'initiative de l'Umweltbundesamt, le Bureau Fédéral allemand pour l'Environnement. L'étude de l'impact sur les matériaux a été réalisée en 1990 par l'Institut Fédéral de Recherche sur les Matériaux et s'est appuyée sur une analyse du cas de la ville de Dortmund (4).

L'ensemble du parc de bâtiments destinés à l'habitat est modélisé à partir de 8 bâtiments-type. A chaque bâtiment-type est associé un descriptif des éléments de construction exposés à la pollution atmosphérique et un mètre de ces éléments. La surface exposée est en moyenne de 55,6 m² par habitant.

Une enquête auprès de gestionnaires de parcs immobiliers et d'entreprises de construction a été réalisée pour estimer les fréquences d'entretien ou de remplacement de chacun des éléments exposés suivant qu'un bâtiment est situé dans une zone polluée ou non polluée de la ville (cf. Annexe).

L'étude allemande utilise cette base pour évaluer un coût "matériaux" de la pollution en Allemagne de l'Ouest. Elle extrapole à l'ensemble du pays la

⁴ Isecke B. et al., Volkswirtschaftliche Verluste durch umweltverschmutzungsbedingte Materialschäden in der Bundesrepublik Deutschland, Umweltbundesamt, Texte 36/91 (1991).

Heinz I., Monetary value of damages to buildings and materials in Germany, Workshop Economic evaluation of damage caused by acidifying pollutants, Londres, 1994.

typologie du parc résidentiel de la ville de Dortmund en le répartissant entre zones polluées et zones non polluées.

Sont considérées comme polluées toutes les zones où la concentration moyenne annuelle de SO_2 est supérieure à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ou bien, dans une hypothèse plus restrictive, seulement celles de ces zones situées dans des agglomérations de plus de 100 000 habitants. On arrive ainsi à un coût de dommages "matériaux dans l'habitat" pour l'Allemagne de l'Ouest de 3,12 milliards DM/an (1,78 dans les seules villes de plus de 100 000 hab.) soit 11 milliards FF/an (6,2 en hypothèse restreinte).

Le modèle peut encore se lire en notant que le coût de la pollution touchant les matériaux de l'habitat est de 1,8 DM/an par m^2 de matériau exposé à la pollution ou bien de 100 DM/an par habitant résidant en zone polluée.

On peut considérer que le modèle de Dortmund exprime en termes globaux une relation "dose-réponse" en escalier : au dessous d'une concentration de SO_2 de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, l'impact sur les matériaux est considéré comme nul, au dessus de cette concentration il est de 100 DM/an/hab.. Tirer parti de ces travaux dans le cadre méthodologique de l'étude ECFC, conduit à rechercher l'équivalent "linéarisé" de ce modèle.

Étant donné que le niveau de la pollution en zone polluée est dans 75% des cas compris entre 30 et $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ SO_2 et dans 25% des cas supérieur à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, on peut considérer que le niveau moyen d'exposition en zone polluée en Allemagne est de $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Si on admet que le niveau moyen en zone non polluée est de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, l'écart moyen des concentrations de SO_2 entre zones polluées et non polluées est de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En rapportant le surcoût matériaux de 100 DM/an/hab. à l'accroissement moyen du niveau de pollution qui lui correspond, on associe au modèle précédent une fonction globale dose-réponse linéarisée de pente 3,3 DM soit environ **12 FF/an par habitant par $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$** .

L'étude de Dortmund fait par ailleurs apparaître un surcoût de nettoyage des fenêtres en zone polluée. Ce nettoyage est supposé réalisé tous les 2 mois en zone polluée et tous les 3 mois seulement en zone non polluée. Si le coût de nettoyage est de 1 DM/ m^2 , le surcoût de pollution s'élève à 15 DM/an/hab.. Ce coût pourrait être rapporté au niveau des particules en suspension dans l'atmosphère.

2 Un modèle scandinave

Sous l'égide du Conseil des Ministres des Pays Nordiques a été réalisée récemment une étude en coopération entre plusieurs instituts de recherche sur les matériaux, analogue dans son principe à la précédente ⁽⁵⁾.

Elle s'est appuyée sur des études de terrain menées à Stockholm, Sarpsborg - petite ville industrielle norvégienne - ainsi qu'à Prague. Plus de 700 bâtiments ont été examinés. Ils ont été décrits à partir d'une grille d'analyse comportant 35 matériaux de construction et plusieurs revêtements de finition. Les quantités de matériaux exposés à la pollution sont de 132 m²/hab. à Stockholm, 165 m²/hab. à Sarpsborg et 83 m²/hab. à Prague.

L'exposition à la pollution a été repérée suivant une échelle comportant quatre classes de concentration moyenne de SO₂ : inférieure à 20 µg/m³, comprise entre 20 et 60 µg, 60 et 90 µg et supérieure à 90 µg/m³. L'analyse de l'état des bâtiments soumis à examen, ainsi qu'une expertise plus générale, ont permis d'établir la relation entre classe d'exposition à la pollution et fréquences d'entretien des différents types de matériaux.

A partir de coûts unitaires d'entretien ou de remplacement pour chaque matériau évalués suivant les barèmes suédois, l'étude estime le bénéfice sur le coût de maintenance du parc immobilier qu'apporterait la diminution des niveaux de pollution.

Dans le cas où la pollution serait ramenée partout au niveau minimal, le bénéfice serait de 1,14 milliards de couronnes suédoises par an, soit 800 millions FF/an pour la ville de Prague, 140 MF/an pour Stockholm - par suite des efforts de réduction de la pollution effectués au cours des deux dernières décennies, une grande partie de la ville est déjà exposée à des niveaux de pollution inférieurs à 20 µg SO₂ /m³ - et 3 MF/an pour Sarpsborg (12 000 hab.).

Le patrimoine immobilier étant de type différent dans les trois villes, les bénéfices attendus ne portent pas sur les mêmes postes suivant les cas : une part majeure des économies relève à Prague du poste "peinture de composants en acier" et à Sarpsborg des peintures sur bois ; à Stockholm, le premier poste d'économie porte sur la réfection des enduits muraux.

A partir des données publiées relatives à Prague et à Sarpsborg, et notamment de celles concernant un scénario où chaque immeuble verrait son exposition à la pollution abaissée d'une classe par rapport à la situation actuelle, autrement dit diminuée d'environ 30 µg SO₂ /m³, on peut estimer le coefficient de la fonction dose-réponse linéaire équivalent au modèle urbain scandinave.

⁵ Kucera V. et al., Model for calculations of corrosion cost caused by air pollution and its application in three cities, Swedish Corrosion Institute, Roslagsvägen, 1993.

On calcule que le coût de la pollution des matériaux de bâtiment est à Prague de l'ordre de **11 FF/an par habitant par $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$** et à Sarpsborg de l'ordre de **7 FF/an par habitant par $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$** .

3 L'approche britannique

Le souci de l'impact de la pollution atmosphérique sur les matériaux de construction est ancien en Grande Bretagne et de nombreuses études d'évaluation y ont été menées.

Un groupe de travail gouvernemental, le Building Effects Review Group, a été mis en place en 1985 ; un programme de recherche sur le comportement des matériaux, le National Materials Exposure Programme, a démarré en 1987 ; une étude de terrain avec un relevé de la constitution du parc immobilier a été réalisée à Birmingham ; une évaluation du bénéfice "matériaux" d'une diminution de 30% en Angleterre de la pollution par le SO_2 a été effectuée en 1990 (ECOTEC).

La problématique générale de ce courant de recherches, qui sous-tend aussi le récent modèle ETSU, est plus analytique que celle des études continentales évoquées précédemment. Pour mettre à jour la relation entre fréquence d'entretien des éléments de construction et pollution, on donne la priorité à l'expérience de laboratoire plutôt qu'à l'observation sur le terrain et à l'opinion des professionnels de l'entretien.

Une telle approche permet de distinguer les effets de différents polluants. Mais elle peut conduire facilement à des dérapages, par exemple si l'on applique brutalement les résultats de tests de laboratoire obtenus pour un matériau spécifique à un ensemble hétérogène de produits de bâtiment. L'ordre de grandeur lui-même des résultats des études ECOTEC a ainsi pu être contesté.

Le travail récent d'ETSU (rapport provisoire de 1993) n'échappe pas à ce genre de difficultés. Par exemple, en l'absence de données de laboratoire relatives aux mortiers, bétons et produits à base de ciment, les fonctions dose-réponse ont été estimées à partir de celles relatives à la pierre calcaire...

Un modèle a été récemment développé à Imperial College (IC) en relation avec le Joint Environmental Programme des producteurs d'électricité britanniques (6). Il reprend le schéma analytique précédent et caractérise l'usure de chaque matériau en fonction de l'exposition aux polluants par une fonction dose-réponse spécifique.

⁶ Gibbs G. B., On estimating cost adders for building damage caused by emission of acid gases from fossil-fuelled power plants in the U.K., Workshop Economic evaluation of damage caused by acidifying pollutants, Londres, 1994.

Cependant, le modèle IC privilégie la transparence et donc la simplicité, quitte à s'éloigner des fonctions dose-réponse complexes obtenues en laboratoire. Il fait notamment l'hypothèse que l'usure annuelle d'un matériau est une fonction linéaire de la concentration moyenne en SO_2 .

En ce qui concerne les matériaux pour lesquels les données de laboratoire sont insuffisantes (produits à base de ciment, peintures, ...) la pente de la fonction est fixée en admettant que, dans les conditions urbaines moyennes (concentration en SO_2 de l'ordre de $30 \mu\text{g} / \text{m}^3$), la pollution réduit d'environ un tiers la durée de vie du matériau, durée donnée par les standards professionnels.

Le tableau joint en Annexe présente le processus de calcul du surcoût matériaux de la pollution par le SO_2 . Les surfaces de matériaux exposées, soit en moyenne $100 \text{ m}^2 / \text{hab.}$, ne sont en fait prises en compte que pour la moitié de leur superficie, au motif qu'une partie de ces surfaces est protégée des intempéries. Les autres données du calcul sont les coûts unitaires de réfection, les usures critiques, les coefficients de la fonction dose-réponse. Le coût matériaux lié à la pollution par le SO_2 est ainsi estimé à $0,35 \text{ £}$ soit environ 3 FF/an par habitant par $\mu\text{g SO}_2 / \text{m}^3$.

L'absorption par les matériaux du SO_2 présent dans l'atmosphère à l'état gazeux n'est, dans le modèle IC comme dans le modèle ETSU, que l'un des facteurs du procès d'altération. Le modèle prend également en compte le dommage qui résulte du lavage des matériaux par des pluies acidifiées. Les relations dose-réponse (dépôt humide de polluant-usure du matériau) sont déduites simplement des relations relatives au SO_2 en faisant l'hypothèse, d'une part que les atomes de soufre déposés sur les matériaux ont le même effet, qu'ils soient déposés sous la forme de gaz SO_2 ou sous la forme d'ion SO_4^{2-} (7), d'autre part qu'un atome de soufre a un effet équivalent à deux atomes d'azote, conformément à la stoechiométrie $\text{H}_2\text{SO}_4 / \text{HNO}_3$.

A partir des données publiées, qui se réfèrent à un modèle simple de transport de la pollution, il apparait que le coût de la pollution d'une centrale des Midlands est, en ce qui concerne uniquement les effets sur les matériaux en Angleterre, de $630 \text{ FF/tonne SO}_2$ (effet du gaz SO_2) plus $500 \text{ FF/tonne SO}_2$ (effet SO_4^{--}) et de $125 \text{ FF/tonne NO}_2$ (effet NO_3^{--}) (8). L'effet relatif de la pollution acide par rapport à la pollution gazeuse s'accroît avec la distance.

7 On suppose cependant que pour une égale densité de dépôt au sol sous forme sèche et sous forme humide, le matériau absorbe deux fois plus de soufre sous forme gazeuse que sous forme d'apport pluvial.

8 Ceci conduit pour une centrale émettant $1,2 \text{ g SO}_2 / \text{kWh}$ et $2,2 \text{ g NO}_2 / \text{kWh}$ à un coût matériaux en Angleterre de $0,019 \text{ p/kWh}$ soit $0,16 \text{ cF/kWh}$.

4 Discussion

Cet examen rapide des principaux travaux européens d'évaluation de l'impact de la pollution sur les bâtiments nous paraît montrer qu'un certain consensus s'est établi entre les experts sur l'ordre de grandeur de cet impact, tout au moins dans les pays de l'Europe du Nord.

Les études allemandes et scandinaves conduisent à des estimations de dommage par habitant et par $\mu\text{g SO}_2 / \text{m}^3$ très voisins ; l'étude réalisée dans le cadre du Programme Environnement des producteurs d'électricité britannique arrive à des évaluations de dommage SO_2 + pluies acides assez proches... à un facteur 2 près, facteur que l'on peut associer au parti de ne prendre en compte forfaitairement que la moitié des surfaces exposées.

S'il y a un certain consensus sur les niveaux actuels d'impact de la pollution, il existe davantage d'incertitudes sur les responsabilités respectives des différents composés chimiques constituant la pollution.

Les études allemandes et scandinaves mesurent un effet résultant et le repérage des zones par les concentrations de SO_2 peut être considéré comme une référence à un indicateur global plutôt que l'affirmation d'un facteur unique de pollution.

L'étude IC souligne l'importance du facteur "acidité des pluies" et par conséquent les effets à longue distance des sources.

Le critère complémentaire "ville de plus de 100 000 hab." envisagé par l'étude allemande semble recouvrir une attention attachée au facteur "densité de trafic automobile" c'est à dire aux concentrations de NO_x et de particules carbonées en suspension.

On peut penser que l'attention portée au seul SO_2 dans de nombreuses études est le résultat d'une période historique où les concentrations urbaines de ce gaz étaient très sensiblement supérieures à ce qu'elles sont maintenant. Le contexte a changé. Cependant la diversité des matériaux et des conditions d'environnement est grande, et si certains rapports scientifiques apportent des résultats, beaucoup ouvrent plutôt des pistes de recherche :

- l'altération des matériaux par l'acidité des pluies, telle qu'elle est prise en compte par le modèle IC, est un phénomène qui intéresse au premier chef le patrimoine bâti français où la pierre calcaire est importante ⁽⁹⁾ ;

⁹ Faugère J.G., L'Acidification des eaux de pluies et son influence sur les altérations des pierres calcaires, 8th World Clean Air Congress, The Hague, 1989

Bouineau A., Altération des pierres calcaires par pluies acides, CEBTP, Rapport de recherche n° 42 026.

- des expériences de laboratoire montrent que la concentration d'ozone atmosphérique peut être un facteur multiplicateur de la vitesse d'absorption et d'oxydation du SO₂ dans un matériau calcaire ⁽¹⁰⁾ ;
- des essais sur un réacteur implanté sur un site méditerranéen montreraient que des dépôts secs de sulfates et de nitrates sur un marbre pentelique sont sensiblement plus corrosif que des dépôts de SO₂ et NO_x et que les nitrates sont aussi actifs que les sulfates ⁽¹¹⁾.
- certaines recherches font état de synergies entre SO₂ et NO_x , d'autres évoquent le pouvoir catalytique des cendres volantes qui favoriserait l'oxydation du SO₂ au contact du matériau...

Il n'entre pas dans le cadre du projet d'examiner la crédibilité et la signification économique de toutes les hypothèses envisagées au niveau de la recherche. Si l'on souhaite se référer à un modèle simple mais traduisant l'essentiel des connaissances actuelles, le modèle IC paraît un choix raisonnable. On peut considérer que la prise en compte de la moitié ou de la totalité des surfaces exposées définit deux hypothèses, basse et haute. On gardera cependant à l'esprit que ce modèle ne constitue qu'une hypothèse schématique de travail.

¹⁰ Haneef S.J. et al., Effect of dry deposition of NO_x and SO₂ gaseous pollutants on the degradation of calcareous building stones, *Atm. Envir.*, Vol. 26A, N° 16, 1992.

¹¹ Sikiotis D. et al., The corrosion of pentelic marble by the dry deposition of nitrates and sulfates, *The Science of the Total Environment*, 120, 1992.

Modèle de B. Isecke (Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung)

Darstellung der einzelnen Siedlungstypen

Siedlungstyp 1	Siedlungstyp 2
Einfamilienhaussiedlung niedriger Dichte Baualter: 1905 - heute Einzel- oder Doppelhäuser vorherrschende Dachform: Steildach 1 - 2 Vollgeschosse Einzel- oder Doppelhäuser	Dorfkern und Einfamilienhaussiedlung hoher Dichte; Straßennetz folgt topographischen Gegebenheiten; Siedlungsgrundformen sind meist vor 1915 entstanden; tatsächliches Baualter liegt aber meist nach 1915; freistehende Häuser oder kurze Reihen; vorherrschende Dachform: Steildach
Siedlungstyp 3	Siedlungstyp 4
Einfamilienreihenhäuser Baualter: zwischen 1915 und 1985 vorherrschende Dachform: Steildach zweigeschossige Bauweise	Zeilenbebauung mittlerer Dichte umfaßt Zwei-, Drei- u. Vierspanner mit 3-5 Geschossen vorherrschende Dachform: Steildach typische Bauform des sozialen Wohnungsbaus der 50er und 60er Jahre meist größere Siedlungseinheiten am Stadtrand
Siedlungstyp 5	Siedlungstyp 6
Zeilenbebauung hoher Dichte und Hochhäuser Geschoßzahl: zwischen 6 u. 15 Geschossen Baualter: nach 1948 vorherrschende Dachform: Flachdach	Blockbebauung Mehrfamilienhäuser aus der Gründerzeit (1870-1930) geschlossene Baublöcke Hauptorientierung der Bebauung zur Straße zentrale Innenhöfe im Stadtkern liegend
Siedlungstyp 7	Siedlungstyp 8
citynahe Blockbebauung nach dem 2. Weltkrieg sonst wie Siedlungstyp 6	mittelalterliche Altstadt in zentraler Lage, hohe Bebauungsdichte, geschlossene Bauweise, verwinkelte Erschließung, 3-5 Geschosse

Berechnung der Oberflächen in qm je "Idealgebäude"

Flächenbestimmung in qm	St 1	St 2	St 3	St 4	St 5	St 6	St 7	St 8
Wandflächen	145	148	69	350	430	267	202	197
Fensterflächen	26	17	17	88	280	67	67	66
Dachflächen	145	145	88	180	120	150	170	175

Modèle de B. Isecke (Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung)

Oberflächenangaben (m²) im Belastungsgebiet A

Flächenangaben in m ²			
Siedlungstyp	Wandfläche	Fensterfläche	Dachfläche
1	145.242.440	26.043.472	145.242.440
2	51.972.124	5.969.771	50.918.635
3	19.978.260	4.922.180	25.479.520
4	317.227.750	79.760.120	163.145.700
5	51.632.250	33.621.000	14.409.000
6	87.918.828	22.062.028	49.392.600
7	19.527.744	6.477.024	16.434.240
Summe:	693.499.396	178.855.595	465.022.135
=====			

Immissionsbedingte Kosten an Wohngebäuden (DM/Jahr)

Bauteil	A
Außenan-	
striche	274.334.062
Außenputz u.	
Fassaden	637.895.169
Balkone	59.690.388
Dachrinnen u.	
Fallrohre	122.454.807
Dächer	323.181.406
Fenster	788.842.438
Fensterbänke	71.272.670
Schornstein-	
einfänge	5.927.199
Summe:	2.374.573.838
=====	

Modèle de G. B. Gibbs (Imperial College)
Impact du SO₂ gazeux

Cost Calculation Data.

Material	q_i m ² /p	c_i pence	$c_i q_i$	X_i um	B_i	cqB/X	% Tot.
Dressed stone	0.15	48500	7275	3000	0.36	0.87	2.5
"Rubble" walls	2.8	6000	16800	3000	0.36	2.02	5.7
Masonry & mortar	22.2	1600	35520	3000	1.08	12.79	36.2
Rendering on brick	6.5	1600	10400	3000	1.08	3.74	10.6
Concrete panels, etc	3.06	3700	11322	3000	0.36	1.36	3.9
Concrete tiles	6.1	1300	7930	3000	0.36	0.95	2.7
Asbestos sheet/tile	3.65	2200	8030	3000	0.36	0.96	2.7
Painted wood	1.35	300	405	20	0.12	2.43	6.9
Painted metal	2.52	350	882	20	0.12	5.29	15.0
Galvanised steel	0.94	1300	1222	20	0.08	4.89	13.9
Total						35.30	100

Signification des paramètres :

q_i : quantité de matériau exposée à la pollution, par habitant
(les quantités indiquées dans ce tableau sont déduites des quantités réelles de matériau constituant l'enveloppe des bâtiments en les divisant forfaitairement par un facteur 2)

c_i : coût de réfection ou de remplacement, par m²

X_i : usure critique (μm)

B_i : usure annuelle du matériau exposé à 1 μg/m³ marginal

cqB/X : coût annuel par habitant par μg/m³ marginal

Note IV

Impact climatique

L'impact climatique est une dimension essentielle de la préoccupation environnementale concernant les combustibles fossiles, et des économistes ont tenté de trouver à cette préoccupation une expression en termes de coûts externes.

L'état des connaissances scientifiques relatives à l'effet de serre a fait l'objet de nombreuses publications ; nous tenterons simplement ici de mettre en évidence les paramètres déterminants de l'approche économique.

1 Effet direct des émissions de dioxyde de carbone

Le niveau actuel d'utilisation du charbon dans le monde équivaut à un rejet annuel d'environ 10 milliards de tonnes de dioxyde de carbone dans l'atmosphère où elles tendent à s'accumuler.

Ce rejet annuel représente environ 0,4% des 2700 milliards de tonnes de dioxyde de carbone présentes dans l'atmosphère. Il tend à augmenter la concentration moyenne de l'atmosphère en CO₂, qui est actuellement au niveau C₀ = 360 ppmv (partie par million en volume), d'un incrément dC = 1,3 ppmv.

Dans l'atmosphère, le dioxyde de carbone a la propriété, comme d'autres gaz tels que la vapeur d'eau ou le méthane, d'absorber le rayonnement thermique infrarouge émis par la surface terrestre et de renvoyer une part de cette énergie vers la terre.

Un accroissement de 1,3 ppmv de la concentration de CO₂ dans l'atmosphère a un effet direct de "forçage radiatif"

$$dF \approx 6,3 \frac{dC}{C_0} \approx 2,3 \cdot 10^{-2} \text{ W/m}^2 \text{ (Arrhenius, 1896) ;}$$

A cet effet direct on peut faire correspondre une augmentation moyenne de la température à la surface de la terre

$$dT_d \approx 0,3 \text{ dF} \approx 0,7 \cdot 10^{-2} \text{ }^{\circ}\text{C} \text{ (Houghton, 1990).}$$

Le dioxyde de carbone injecté dans l'atmosphère va progressivement en être éliminé et disparaître dans un "puits" tel que la dissolution dans les océans ; à partir de sa valeur initiale, l'incrément de forçage radiatif diminue donc lentement au cours du temps. La première incertitude associée au problème de l'effet de serre est que l'on connaît mal la durée moyenne durant laquelle une molécule supplémentaire de CO₂ injectée dans l'atmosphère y séjourne. Les hypothèses de travail du groupe d'experts ad hoc (IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change) varient entre 50 et 200 ans (valeur médiane 120 ans). Cette durée dépend en fait du scénario des rejets de CO₂ ultérieurs ;

2 Effets indirects

L'augmentation primaire de température calculée ci-dessus induit elle-même des effets physiques secondaires : accroissement de l'évaporation et de la concentration dans l'atmosphère de la vapeur d'eau - autre gaz à effet de serre -, modification de la nébulosité, variation des superficies enneigées...

L'évaluation de ces effets indirects est une deuxième source d'incertitude dans la question de l'effet de serre ; différentes modélisations du système climatique global conduisent à des pronostics contrastés sur les conséquences en termes de température moyenne. Il est difficile d'affecter des probabilités, même subjectives, à la réalisation de ces différents pronostics...

Suivant certains modèles, les effets indirects devraient tripler l'augmentation primaire de température ; un doublement des concentrations de CO₂ dans l'atmosphère - c'est à dire le passage de 280 ppmv, niveau de la période préindustrielle, à 560 ppmv - entraînerait une élévation moyenne des températures à la surface de la terre d'environ 4,5 °C.

Suivant d'autres modèles, les divers effets indirects devraient au contraire plus ou moins se neutraliser ; seul l'effet direct serait finalement à prendre en compte et un doublement des concentrations de CO₂ ne conduirait qu'à une élévation moyenne de 1,5 °C.

Une hypothèse intermédiaire (élévation de 2,5 °C pour un doublement des concentrations préindustrielles) revient à estimer que l'impact des effets indirects est à peu près équivalent à l'augmentation primaire de température.

Si on retient cette dernière hypothèse, où l'effet global (direct et indirect) d'une émission de CO₂ s'obtient en multipliant par 2 l'effet direct, on associera à chaque rejet annuel de 10 milliards de tonnes de CO₂ provenant de la combustion de charbon un incrément à court terme de la température terrestre de $dT_g \approx 1,4 \cdot 10^{-2} \text{ °C}$

3 Impact d'un changement climatique

L'accroissement de la température moyenne de la couche basse de l'atmosphère n'est qu'un indicateur global. Des modèles régionalisés font apparaître que l'accroissement local serait variable suivant les zones du globe et s'accompagnerait d'effets climatiques divers : sécheresse d'été dans certaines régions, accroissement des précipitations en hiver dans d'autres régions, refroidissement de la stratosphère et risques d'une variation de la fréquence de certains événements climatiques extrêmes (vents, précipitations)...

Des économistes, notamment R. Cline, W. Pearce, S. Fankhauser, ont tenté d'évaluer le coût des conséquences économiques potentielles de ces modifications climatiques, notamment celles qui pourraient être associées à une

augmentation de 2,5 °C de la température moyenne à la surface de la terre : impact sur la production agricole, perturbation des systèmes d'approvisionnement en eau, impact sur la production d'électricité...

L'ampleur réelle de ces impacts est évidemment très difficile à évaluer et constitue un troisième type d'incertitude dans le problème de l'effet de serre. Les études citées ci-dessus font apparaître une fourchette où le coût annuel d'une augmentation de 2,5 °C de température moyenne se situerait entre 1% et 3% du PIB mondial (estimation du PIB actuel : $2 \cdot 10^{13}$ \$).

4 Coût externe de l'émission d'une tonne de dioxyde de carbone

Pour attribuer sur la base précédente un coût externe "effet de serre" à toute émission d'une tonne de dioxyde de carbone, on peut faire les hypothèses suivantes :

- * le coût d'une tonne de CO₂ émise une année donnée est le coût de la somme des impacts provoqués au cours de chacune des années ultérieures par la fraction de l'émission qui est encore présente dans l'atmosphère ;
- * on prend en compte les impacts sur un espace de temps fini ; on valorise les impacts futurs en leur appliquant un taux d'actualisation ;
- * les impacts sont supposés proportionnels aux incréments de température comme aux incréments des concentrations de CO₂.

Pour schématiser le raisonnement, on peut d'abord considérer le coût induit au cours de l'année d'émission :

- * si 10 milliards de tonnes de CO₂ génèrent une augmentation de température moyenne à la surface de la terre $dT_g \approx 1,4 \cdot 10^{-2}$ °C,
- * si 2,5 °C d'augmentation de cette température impliquent un dommage équivalent à 2% du PIB, soit 400 milliards \$,

... alors, le dommage attribuable à 1 tonne CO₂ au cours de l'année d'émission est :

$$D_0 \approx 1,5 \text{ F/tonne CO}_2.$$

La valeur des dommages induits durant une période donnée s'obtient par sommation :

- * si la période de prise en compte des effets est, par exemple, de 200 ans,
- * si la durée de séjour dans l'atmosphère du CO₂ rejeté est de l'ordre de 120 ans, et qu'on associe à cette durée un accroissement moyen de la concentration de CO₂ dans l'atmosphère, durant la période de comptabilisation de 200 ans, égal au tiers de l'accroissement initial,
- * si le taux d'actualisation adopté est égal au taux de croissance du PIB, c'est à dire que la valeur actuelle d'un point de PIB pour toute année de la période est égale à la valeur d'un point du PIB actuel,

... alors, la valeur attribuée au coût externe d'une émission de CO₂ sera :
 $D_{CO_2} \approx 100 \text{ F /tonne CO}_2$.

5 Coût externe climatique associé à la combustion d'une tonne de charbon.

La production de dioxyde de carbone n'est pas le seul facteur d'impact climatique associé à l'utilisation du charbon et on a cité précédemment le méthane.

Une molécule de méthane a un effet radiatif 32 fois plus important qu'une molécule de dioxyde de carbone mais sa durée moyenne de séjour dans l'atmosphère est plus courte, environ 10 ans. En combinant ces deux facteurs, et compte tenu des masses molaires, on admettra que 1 tonne de CH₄ rejetée dans l'atmosphère a un "Potentiel d'Échauffement Global" (PEG) sur une période de 200 ans qui équivaut à celui de 7 tonnes de CO₂.

On attribuera donc au rejet d'une tonne de méthane un coût :
 $D_{CH_4} \approx 700 \text{ F /tonne CH}_4$.

Il existe encore d'autres facteurs d'impact climatique liés au charbon. Les émissions de NO_x, en contribuant à une augmentation des concentrations d'ozone dans la troposphère, sont aussi un facteur d'effet de serre. En sens inverse, la production de sulfate particulaire du fait des émissions de SO₂ empêche une partie du rayonnement solaire direct d'atteindre la surface solaire et a un effet climatique de refroidissement...

On se limitera ici à une valorisation des émissions de CO₂ et de CH₄. Comme une tonne de charbon produit en moyenne 2,7 tonnes de CO₂ et 13 kg de CH₄, les coûts externes correspondants sont, dans le cadre d'hypothèses présenté précédemment, 270 F et 9 F. La part du CO₂ est donc très prédominante dans le total de 279 F/tonne.

Si le charbon est utilisé pour produire de l'électricité, avec un rendement de 1 kWh pour 0,33 kg de charbon, le coût externe climatique de la production d'électricité sera, selon ce calcul, de 9,2 cF/kWh.

Un facteur correctif serait à ajouter pour prendre en compte les consommations énergétiques et les autres émissions de l'amont de la filière d'approvisionnement en charbon. Ce facteur est d'un poids limité eu égard aux incertitudes de base affectant les chiffres précédents.

6 Discussion

La présentation précédente est évidemment très simplificatrice. On pourrait tenir compte de ce que :

- * l'effet de forçage d'un incrément de concentration de CO₂ décroît lorsque la concentration augmente (phénomène de saturation, cf. loi d'Arrhenius) ;
- * les dommages associés à un changement climatique croissent sans doute avec l'augmentation de température de manière plus rapide qu'une loi de proportionnalité ;
- * les dommages augmentent probablement avec la vitesse à laquelle le changement climatique s'installe.

Ces différents facteurs renforcent l'observation faite à propos de la durée de séjour du CO₂ dans l'atmosphère, à savoir que le coût externe d'une émission de CO₂ à un instant donné dépend d'un scénario des émissions futures.

Quoiqu'il en soit, il est clair que l'estimation des coûts externes reste dominée, d'une part, par les trois facteurs d'incertitudes relatifs à la réalité physique des phénomènes (durée moyenne de séjour du CO₂ dans l'atmosphère, effets physiques indirects du réchauffement primaire, impact sur l'activité humaine d'un changement climatique), d'autre part, par la façon dont on valorise les effets à long terme :

- * en retenant pour chacun des trois types d'incertitude cités l'estimation haute du paramètre correspondant, on multiplie par 4 la valeur du coût externe CO₂ calculée précédemment ; en retenant l'estimation basse on divise cette valeur par 6 ;
- * en retenant, par exemple, un taux d'actualisation supérieur de 3% au taux de croissance du PIB, on divise par 8 environ le coût calculé.

D'un point de vue économique, le mode d'évaluation du coût d'un changement climatique décrit ci-dessus peut être considéré comme très réducteur : il s'agit d'une approche micro-économique - on raisonne notamment à prix constants - mal adaptée pour rendre compte d'évolutions globales.

D'un point de vue environnemental, on peut estimer que le véritable problème qui est posé par l'effet de serre n'est pas celui de l'estimation de dommages d'ampleur encore limitée tels que ceux évoqués ci-dessus à l'horizon du prochain siècle. Il pourrait être celui d'un risque d'enchaînements catastrophiques, risque qui paraît faible en l'état actuel des connaissances mais que l'on ne peut exclure si la croissance des concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère se poursuivait sur le long terme : dégagement, du fait du réchauffement climatique, d'une partie du méthane immobilisé sous forme d'hydrates de méthane dans les sédiments des mers froides et dans le permafrost ; désintégration de la couverture glaciaire de l'Ouest de l'Antarctique ; bouleversements des courants océaniques...

